



NITRATO E AMÔNIO LIXIVIADOS NA ÁGUA DE UM LATOSSOLO FERTILIZADO COM DEJETOS DE SUÍNOS EM CONDIÇÕES DE CHUVAS NATURAIS

Claudia Cardoso dos Santos & Oscarlina Lúcia dos Santos Weber,
Universidade Federal de Mato Grosso, caubiologa@gmail.com

Resumo

O objetivo deste trabalho foi avaliar a concentração de nitrato e amônio lixiviados na água de um Latossolo fertilizado com dejetos líquidos de suínos (DLS) em condições de chuvas naturais a campo. O clima da região de estudo é o tropical chuvoso, com temperatura média de 25°C e pluviosidade média anual de 1869 mm. O delineamento experimental foi em DBC em esquema fatorial, 5x4, sendo dois anos os experimentos com os tratamentos de DLS (0; 10; 20 e 30 m³ ha⁻¹ + tratamento mineral (TM) e 0; 30; 60 e 90 m³ ha⁻¹, + 1 TM). Para monitoramento da água percolada, e nela a quantificação dos íons nitrato e amônio lixiviados, foram instalados lisímetros em PVC em cada unidade experimental.). O maior teor de N-nitrato lixiviado foi de 95,61 mg L⁻¹ proporcionada pela dose sem aplicação DLS, observada no período com menor precipitação, sendo esse valor expressivamente alta de acordo com os valores críticos de N-nitrato nas águas que é de 10 mg L⁻¹ estabelecido pelo Conama e pelo Ministério da Saúde. O maior teor de amônio de 7,08 mg L⁻¹ foi observado no período praticamente com maior precipitação quando comparados aos demais meses do mesmo ano, estando ainda acima do valor considerado como limite crítico de 3,7 mg L⁻¹, conforme a resolução Conama 357.

Palavras-chave: Nitrogênio, lixiviação, água do solo, resíduos orgânicos.

1. Introdução

O DLS até a década de 70, não representavam problema ao meio ambiente, em detrimento da produção de suínos ser ainda rudimentar. Com o crescimento e desenvolvimento da suinocultura em escala industrial, grandes quantidades de DLS são gerados, em sendo assim, a aplicação desse resíduo no solo passou a ser considerada uma fonte poluidora. Ao comparar a capacidade poluente do DLS ao esgoto doméstico, o primeiro é 260 vezes mais poluente (Oliveira, 1993). Ainda de acordo com esse autor, isso se deve à DBO5 (Demanda Bioquímica de Oxigênio - referencial que traduz, de maneira indireta, o conteúdo de matéria orgânica de um resíduo por meio de se medir a quantidade de oxigênio necessária para oxidar biologicamente a matéria orgânica por um período de 5 dias). A DBO5 é de 200 e 40.000 mg/L para o esgoto doméstico e DLS, respectivamente.

Neste cenário, a suinocultura industrial tanto brasileira como a mato-grossense desponta como geradora de resíduos DLS, deste modo, surge a preocupação com as formas de nitrogênio (N), amoniacal e nitrato, pois quando em grandes quantidades nos cursos d'água podem causar asfixia da fauna e do homem. A interpretação do comportamento físico-hídrico do solo é de grande importância para o entendimento das características do solo e da água diretamente, pois auxiliam na quantificação das perdas de nutrientes nos solos e sedimentos, bem como na quantificação de nutrientes lixiviados. O conhecimento da dinâmica de elementos no solo e na

água onde se utilizam dejetos de suínos como fertilizante possibilita estabelecer estratégias para corrigir distorções nos sistemas de produção, visando à sustentabilidade.

A partir de 1992, (RIO-92), os órgãos ambientais brasileiros estabeleceram regulamentos de modo a fiscalizar efetivamente a poluição decorrente da suinocultura. Isso possibilitou formas alternativas de reduzir e/ou aproveitar o DLS. Nesse contexto, surge o reaproveitamento alternativo desse resíduo como biofertilizante na agricultura, sendo que, os dejetos de suínos constituem uma boa fonte de nutrientes e, por conter nutrientes pode-se verificar seu efeito na produtividade, podendo reduzir o custo de produção, por outro lado, quando inadequadamente usados, podem constituir-se em fator negativo de impacto ambiental, tanto nos solos como nas águas.

Nas águas, o processo de nitrificação, ocasionado pela transformação do nitrogênio em outras formas químicas resulta no seguinte processo: o $N-NH_3$ que por sua vez é oxidado a $N-NO_2$ pelas bactérias e, posteriormente, a $N-NO_3$ também pelas bactérias. Esse processo implica no alto consumo de oxigênio sendo que para 1 mg de NH_3 necessita de 4,6 mg de O_2 , o que pode afetar a vida aquática e humana. Uma poluição recente está associada ao nitrogênio na forma orgânica ou de amônia, enquanto uma poluição mais remota está associada ao nitrogênio na forma de nitrato (Zoppas, Bernardes e Meneguzzi et al., 2016).

O padrão de potabilidade do nitrato é 10 mg $N-NO_3/L$ o valor máximo permitido pelo Ministério da Saúde (2011), considerando que esse valor é a concentração média de nitrogênio, o efluente de dejetos líquido suínos (DLS) tem alta concentração desse elemento, e mesmo após o tratamento anaeróbico, esses valores são em torno de 1.000 mg $N-total/L$, cuja eficiência de remoção dessa forma é de 90%, e ainda representa um valor de 100 mg N/L (Oliveira, 1993). Nesses termos, o nitrogênio no referido resíduo é um dos elementos que norteiam a aplicação contínua de dejetos de preocupação.

Essa problemática desponta como alternativa do uso do DLS como fertilizante ou biofertilizante na agropecuária, pois esse resíduo, quando tratados, pode auxiliar na melhoria da fertilidade do solo e produção das plantas. Cabendo lembrar que o solo entre muitas funções serve como filtro, de modo que o uso de DLS na agropecuária, não é algo recente, contudo, ainda é necessário acompanhar a dinâmica de interação desse resíduo com o intuito de avaliar sua influência na qualidade da água.

Objetivou-se com este trabalho avaliar a concentração de nitrato e amônio lixiviados na água de um Latossolo fertilizado com dejetos líquidos de suínos (DLS) em condições de chuvas naturais a campo. A adoção dos critérios estabelecidos nas normativas pode não assegurar a utilização intermitente de resíduos orgânicos, na agricultura, portanto, é imprescindível o monitoramento periódico de todos os componentes do ambiente agrícola, como solo, água e plantas (Conama, 2006), sendo necessária a análise desses compartimentos, pois nessa investigação uma das maiores preocupações é identificar até que ponto esse compartimento (água) sob esse sistema estão dentro dos limites estabelecidos pela legislação brasileira vigente.

2. Fundamentação teórica

A água como elemento natural, é um componente ambiental de grande importância – senão o mais importante – pois ocorre nos mais diferenciados locais, ou seja, a água circula

entre distintos meios, reage com materiais à sua volta, sofre influência onde transita, protagoniza inúmeros processos naturais mas, acima de tudo, garante a vida na Terra, notadamente do ser humano, que dessedenta e propicia alimentos, higiene e outros aspectos necessários para a sua saudável qualidade de vida e o desenvolvimento social e econômico. Aproximadamente 70% da superfície terrestre encontram-se coberta por água. No entanto, menos de 3% desse volume é de água doce, cuja maior parte está concentrada em geleiras (geleiras polares e neves das montanhas), restando uma pequena porcentagem de águas superficiais para as atividades humanas. (Augusto, Gurgel, Neto, Melo & Costa, 2012).

Na agricultura, o uso de fertilizantes sintéticos, há muito, promove o aumento da eficiência na produção, todavia, o ciclo do nitrogênio para ser equilibrado envolve um conjunto de fatores bióticos e abióticos; nesse sentido, nem sempre está apto a assimilar o excesso sintetizado artificialmente. Este excesso é carregado para os rios, lagos e lençóis de águas subterrâneas, e tem provocado a eutrofização, comprometendo a qualidade das águas (Braga et al., 2005).

O nitrato ocorre naturalmente em águas subterrâneas, mas a sua presença em concentrações elevadas é geralmente resultante da atividade antrópica, dentre elas se destacam principalmente a aplicação de fertilizantes orgânicos e inorgânicos e o uso de sistemas de saneamento in situ. As substâncias nitrogenadas dos fertilizantes e dos resíduos orgânicos são transformadas e oxidadas por reações químicas e biológicas e o resultado é a presença de nitrato no solo. Sendo o nitrato extremamente solúvel em água, move-se com facilidade e contamina a água subterrânea (Barbosa, 2005).

Scherer, Nesi & Massotti (2010) avaliaram a influência por sucessivas aplicações de dejetos suínos em solos de áreas agrícolas, observaram que em geral, as adubações anuais com dejetos de suínos não influenciaram a disponibilidade dos nutrientes no subsolo. No Neossolo e no Cambissolo, porém, observou-se movimentação de P até as camadas de 40-50 e 70-80 cm, indicando maior potencial de lixiviação do elemento nesses solos. Já Arruda et al. (2010), ao aplicar o dejetos de suínos em Latossolo, verificaram que a distribuição de tamanhos de poros e a porosidade total do solo não foram influenciados pelos tratamentos com dejetos de suínos.

O biofertilizante é fonte de material orgânico e de nutrientes, porém, se aplicado indiscriminadamente, contribui para a contaminação do solo com metais pesados. Os metais pesados não apenas exercem efeitos negativos sobre o crescimento das plantas, mas também afetam os processos bioquímicos que ocorrem no solo (Oliveira, 1993). A decomposição do material orgânico adicionado ao solo, a mineralização do nitrogênio e a nitrificação podem ser inibidos em locais contaminados por metais pesados, sendo o DLS é um adubo líquido resultante da fermentação de esterco, adicionado ou não de outros resíduos orgânicos e nutrientes, em água.

Quando o esterco líquido é aplicado em grandes quantidades no solo ou armazenado em lagoas não impermeabilizadas, poderá ocorrer sobrecarga da capacidade de filtração do solo e retenção dos nutrientes nele contido. Quando isso ocorre, alguns desses nutrientes podem atingir as águas superficiais e/ou subterrâneas podendo alterar a qualidade de modo a causar sua contaminação.

O dejetos dos suínos é composto basicamente de fezes e urina, mais ou menos diluído segundo o tipo de manejo de água adotado nos sistemas de produção, e a proporção de nitrogênio orgânico e amoniacal nos dejetos de suínos pode variar em função do seu estado

IV SUSTENTARE & VII WIPIS
WORKSHOP INTERNACIONAL
Sustentabilidade, Indicadores e Gestão de Recursos Hídricos
 de 16 a 18 de novembro de 2022

EVENTO GRATUITO TOTALMENTE ONLINE

Realização: SISTEMARE PUCAMP/PAIS

Apoio: Agência das Bacias PCJ, COMITÊS PCJ

natural (fresco), está varia de 50 à 50% para um dejetos após a excreção pelos suínos (algumas horas) para $\frac{1}{4}$ à $\frac{3}{4}$ em dejetos de mais de 3 dias. Entretanto, após a mistura entre fezes e urinas formando o dejetos líquido, o nitrogênio contido na urina é transformado rapidamente em nitrogênio amoniacal. Portanto, nos sistemas de manejo em uso, normalmente os dejetos são utilizados após 72 horas já encontrando-se na forma amoniacal. O conhecimento do fluxo de nitrogênio (N) é de fundamental importância para o manejo correto dos dejetos nas granjas produtoras de suínos, tanto para o uso agrícola como na previsão do potencial de risco de poluição dos mananciais de água em função dos excedentes de N em granja de produção. (Oliveira, 1993).

Para a aplicação dos biofertilizantes na agricultura, devem ser levadas em consideração as concentrações máximas de metais pesados nos biofertilizantes. Uma das alternativas para amenizar esse problema seriam distribuir em áreas agrícolas, as quais os solos (dependendo da sua capacidade máxima de retenção dos elementos químicos contidos no dejetos) desempenhariam o papel de filtro. Por outro lado, em propriedades rurais em que os dejetos são aplicados sempre na mesma área com frequência e quantidades excessivas essa capacidade de retenção diminui, além de tornar-se tóxico às plantas (Berwanger, 2006).

Muitos estudos foram realizados sobre os dejetos de suínos, sua aplicação, tratamento e manejo, contudo, o efeito deste em locais que são utilizados para a agricultura considerando o fluxo de água natural (chuvas), desponta como um importante aspecto no sentido da necessidade de monitorar a influência e a dinâmica deste composto em outros ambientes.

3. Metodologia

3.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado na Fundação Lucas do Rio Verde - MT ($13^{\circ} 03' 01''$ S e $55^{\circ} 54' 40''$ W). O solo da região foi classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo, segundo a classificação de solos Seplan-MT (2001). Na área experimental foram instaladas 20 parcelas com dimensões de 11,0 m de comprimento e 3,5 m de largura (Figura 1AB).

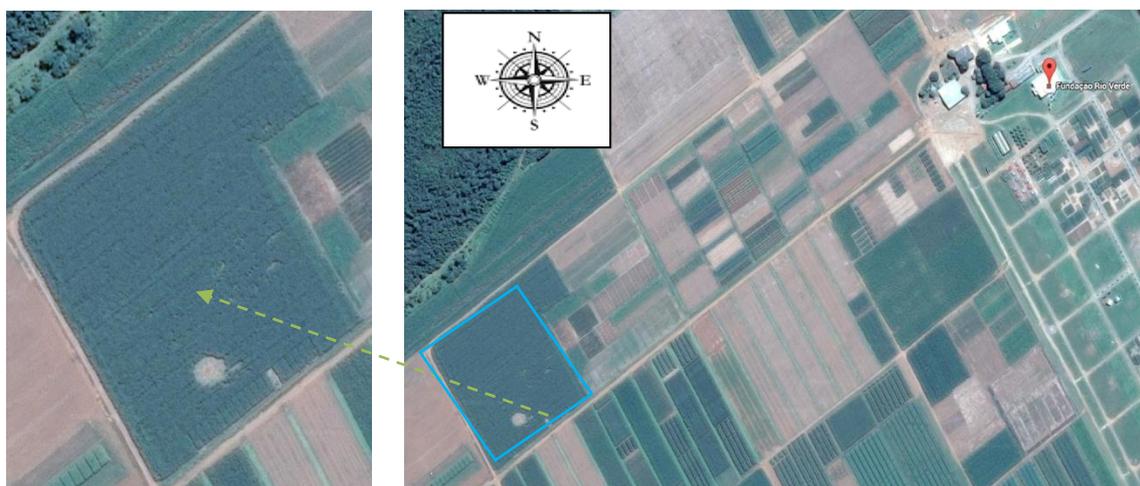


Figura 1. Local do experimento na Fundação Rio Verde - MT 449, Lucas do Rio Verde - State of Mato Grosso, Brazil.



3.2 Delineamento e tratamentos

O delineamento foi em blocos casualizados em esquema fatorial 5x4 com cinco tratamentos, sendo doses de dejetos líquidos de suínos - DLS (utilizadas como biofertilizante): 0; 10; 20 e 30 m³ ha⁻¹ + um tratamento mineral em quatro repetições no primeiro ano do experimento e 0; 30; 60 e 90 m³ ha⁻¹ + um tratamento mineral em quatro repetições no segundo ano do experimento. As doses do biofertilizante (DLS) foram definidas para suprir a exigência nutricional de nitrogênio da planta teste (capim Tifton-85) em 0, 80, 100, 120 e 200%. O tratamento com fertilização mineral foi adotado como testemunha o qual correspondeu a 100 % da exigência de N pela cultura.

3.3 Pluviosidade

O clima da região segundo a classificação de Köppen e Geiger é do tipo Aw, tropical chuvoso, quente e úmido, com uma estação seca mais prolongada e uma estação úmida de quatro meses, entre dezembro e março, sendo que geralmente no verão há mais pluviosidade que no inverno. A temperatura média é de 25.0 °C e pluviosidade média anual de 1869 mm (Climate, 2016).

Foi instalada uma estação meteorológica na área experimental para o monitoramento da pluviosidade local. Para a realização do estudo de íons na água lixiviada foram realizadas as coletas quinzenalmente no período chuvoso após as precipitações e quando ocorreram no período de seca, sendo efetuadas 20 coletas de água do solo, com quatro repetições, cujas amostras de água foram devidamente armazenadas, transportadas e conservadas. (Figura 2).

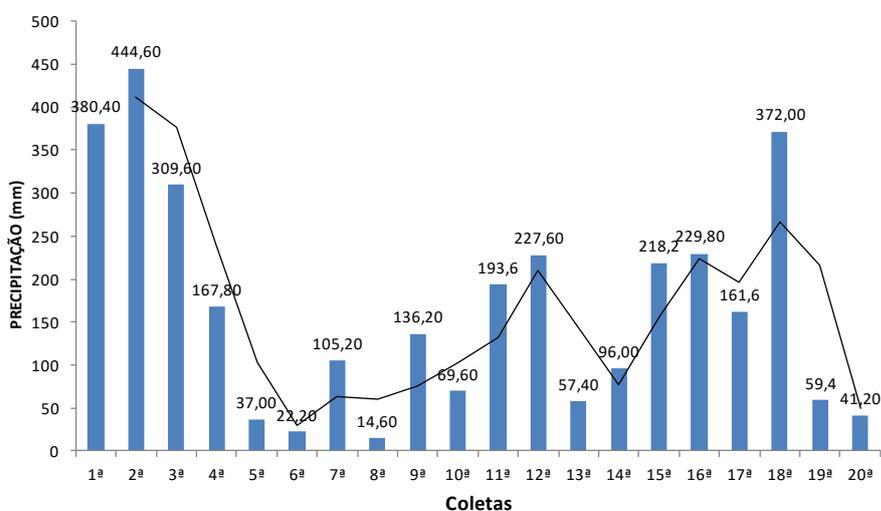


Figura 2. Precipitação durante a coleta de amostra de água

3.4 Instalação de lisímetros

Em cada unidade experimental foram instalados lisímetros de aço inoxidável com espessura de 1,0 mm; 40 cm de largura por 60 cm de comprimento. Os lisímetros foram projetados de modo que permitisse o transporte de soluto no perfil do solo evitando que a água



IV SUSTENTARE & VII WIPIS

WORKSHOP INTERNACIONAL

Sustentabilidade, Indicadores e Gestão de Recursos Hídricos

de 16 a 18 de novembro de 2022

EVENTO
GRATUITO
TOTALMENTE
ONLINE

Realização:




Apoio:





criasse fluxos preferenciais (Figura 3 e 4). Nessas condições considerou-se a estrutura de solo não deformada, coletando a solução transportada por meio do espaço poroso.

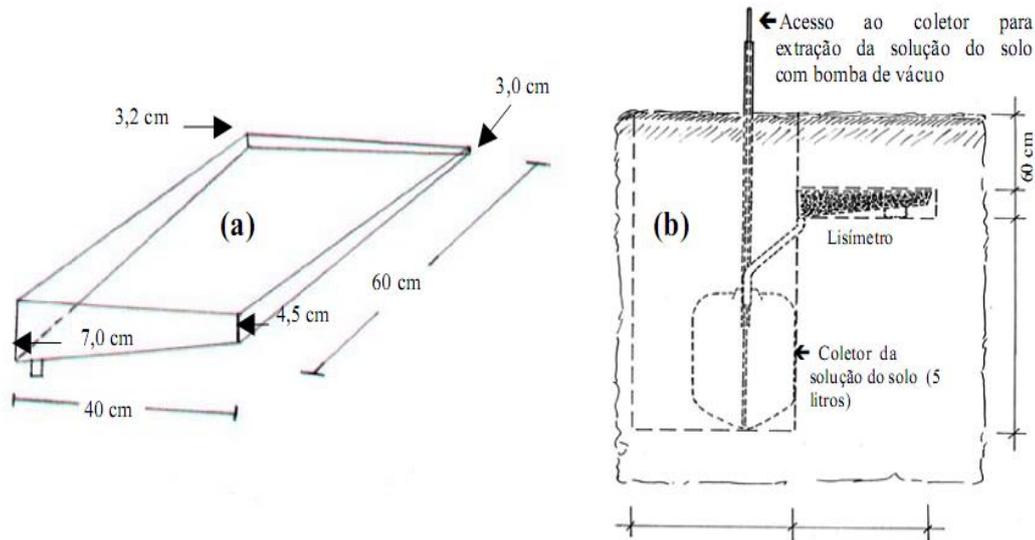


Figura 3. Esquemas do lisímetro (a) e de sua instalação (b) para coleta de água lixiviada no solo.

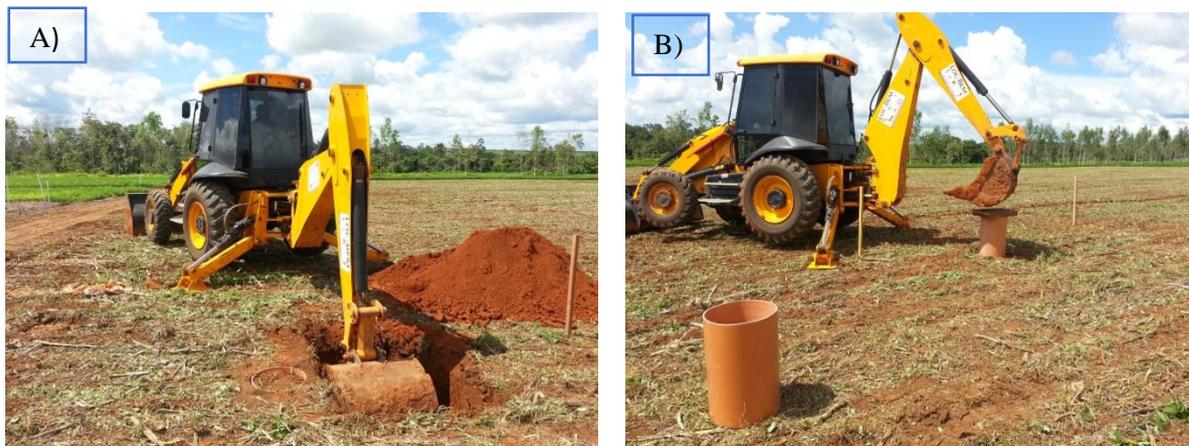


Figura 4. Abertura de trincheira na área experimental (A), para instalação do lisímetro (tubo de PVC) (B), para calhas coletoras de água escoada.

Em cada lisímetro foi adicionado brita lavada (5 a 10 mm de altura da borda), sendo o espaço entre a superfície da brita e a borda do lisímetro reservado para fixar o lisímetro, adaptação de Jemison e Fox (1992). A água foi coletada por sucção com uma bomba de vácuo por meio de coletores conectados aos lisímetros (Figura 5AB).



IV SUSTENTARE & VII WIPIS

WORKSHOP INTERNACIONAL

Sustentabilidade, Indicadores e Gestão de Recursos Hídricos

de 16 a 18 de novembro de 2022

EVENTO GRATUITO TOTALMENTE ONLINE

Realização:



Apoio:





A) Visão da bandeja coletora sob a base inferior do lisímetro.



B) Bandeja sob lisímetro conectada ao frasco coletor (a 1,3 m) da água por mangueira e a um tubo de PVC que serve para retirada da água com bomba de vácuo.



C) Instalação da calha coletora da água de escoamento.



D) Visão do frasco coletor conectado à bandeja coletora da água do lisímetro.

Figura 5. Detalhes dos coletores de água lixiviada.

3.5 Análises de íons

Para a avaliação desses parâmetros foram determinados em consonância com o método de cromatografia iônica para análises ambientais. Foram avaliados nos três nos sistemas água (pH, condutividade elétrica e íons) solo e sedimentos (pH, nutrientes, matéria orgânica e metais pesados). Os dados foram submetidos a análise estatística por meio do software SPSS versão 22 (IBM, 2013).

4. Resultados

No primeiro ano do cultivo da Tifton em função da adubação com DLS, os maiores teores de nitrato no lixiviado foram encontrados no tratamento composto por adubo mineral, com ocorrência nos meses de fevereiro, abril e maio/2014. Nos meses de setembro e

IV SUSTENTARE & VII WIPIS

WORKSHOP INTERNACIONAL

Sustentabilidade, Indicadores e Gestão de Recursos Hídricos

de 16 a 18 de novembro de 2022

EVENTO GRATUITO TOTALMENTE ONLINE

Realização:




Apoio:




novembro/2014, os maiores teores de nitrato foram observados nos tratamentos com 20 e 30 m³ de DLS (Figura 6).

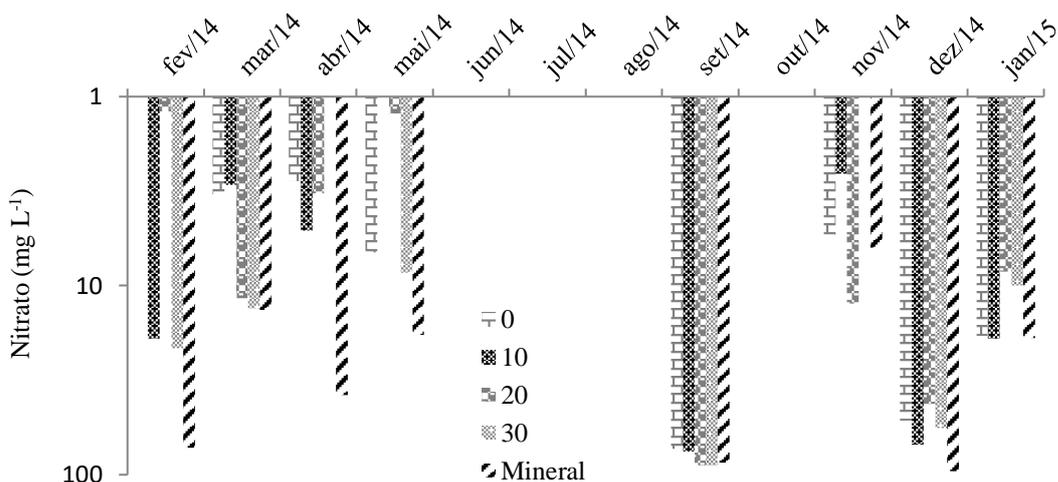


Figura 6. Concentrações nitrato no lixiviado em função das doses de dejetos de suínos no primeiro ano de cultivo da planta teste.

Esses teores de nitrato no tratamento mineral tendem a equiparar-se com os demais tratamentos no segundo semestre, a partir do mês de setembro de 2014, essa diferença do teor de nitrato no tratamento mineral pode ser atribuída à forma do N estar prontamente disponível devido à fonte de adubação mineral, sendo que no segundo semestre, a forma do N disponibilizada pelo adubo orgânico necessita de um maior tempo de transformação para serem desmontados em compostos orgânicos.

Na figura 8, pode-se acompanhar a disponibilidade de água nesse período, indicando deste modo, que, a precipitação não influenciou de modo decisivo no teor de nitrato no lixiviado, pois os maiores teores desse íon (95,61 e 89,33 mg L⁻¹) são observados no período que houve menor precipitação, entre 105,2 e 142,5 mm, isso quando comparado ao mês em que a precipitação esteve entre 238,7 e 412,50 mm, sendo os teores de nitrato nesse período de 13,42 e 72,06 mg L⁻¹.

Os teores de nitrato encontrados em água devem obedecer aos critérios que regem os padrões de qualidade da água para consumo humano. De acordo com Braga et al. (2005), o conceito de qualidade de água adequado para nosso consumo é dinâmico e os parâmetros de definição, bem como seus valores limites, devem ser mantidos sob constante e periódica revisão, tendo em vista os avanços tecnológicos. Nesse contexto, os valores máximos permissíveis (VMP) do nitrato é de 10 mg L⁻¹ N, segundo a portaria 2914 do Ministério da Saúde (2011). Esse valor é também adotado pelo Conama, porém a Anvisa, resolução 274 (Brasil, 2005) determina que os VMP para substâncias químicas que representam risco a saúde, em água mineral são superiores a 50 mg L⁻¹ NO₃⁻.



Nesse contexto, os valores máximos permissíveis (VMP) do nitrato é de $10 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$, segundo a portaria 2914 do Ministério da Saúde (2011). Esse valor é também adotado pelo Conama na resolução 396 de 2008, porém, a Anvisa, resolução 274 (Brasil, 2005) determina que os VMP para substâncias químicas que representam risco a saúde, tem como limite valor superior a $50 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$ deste modo, valores de nitrato em água mineral superiores a $11,3 \text{ mg L}^{-1}$ atendem a este valor crítico estabelecido por este órgão, assim, na maioria das vezes o valor de 10 mg L^{-1} de nitrato calculado com N, é o mais aceitável como limite de contaminação pelo íon nitrato.

O nitrato como nitrogênio é a principal forma de nitrogênio encontrada nas águas, sendo esse o último estágio da oxidação desse elemento, que teve origem no nitrogênio orgânico ou inorgânico e sofreu várias transformações até chegar ao nitrato. O nitrato é prejudicial à saúde, mesmo não ultrapassando o VMP disposto na Portaria no 2.914 do MS, (10 mg L^{-1}) e requer atenção de todos.

O teor de amônio (NH_4) no referido experimento, nos primeiros meses tem valor máximo de $0,97 \text{ mg L}^{-1}$, contudo a partir do mês de setembro/2014 os teores de N nessa forma aumenta em todos os tratamentos, sendo que no mês de novembro o maior teor foi observado no tratamento mineral com $7,08 \text{ mg L}^{-1}$ de N amoniacal (Figura 7). Esses teores ultrapassam os valores considerados críticos, conforme a resolução Conama 357, sendo o limite para o nitrogênio amoniacal total em corpo d'água de doce em condições naturais é de $3,7 \text{ mg L}^{-1}$ em $\text{pH} \leq 7,5$, sendo esse o valor de pH do lixiviado do presente experimento. Por outro lado, a resolução 430 (Conama, 2011), estabelece valor para o nitrogênio amoniacal total de $20,0 \text{ mg/L N}$, considerando águas de efluentes.

O teor de amônio nos primeiros meses teve valor máximo de $0,97 \text{ mg L}^{-1}$, mas a partir do mês de setembro/2014 as concentrações de N nessa forma aumenta em todos os tratamentos, sendo que no mês de novembro essas concentrações ultrapassaram os valores considerados críticos, conforme a resolução Conama 357 que é de $3,7$ em $\text{pH} \leq 7,5$ para o nitrogênio amoniacal total em corpo d'água de doce em condições naturais. (Figura 7).

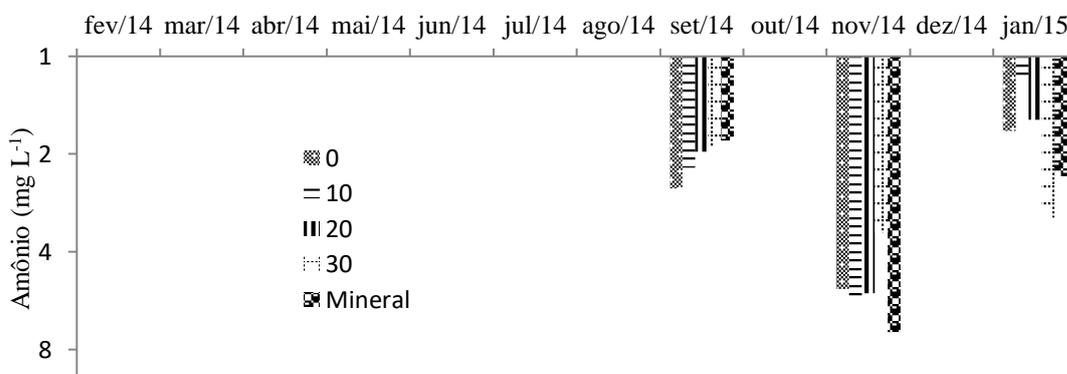


Figura 7. Concentrações de amônio no lixiviado em função das doses de DLS no primeiro ano do experimento.

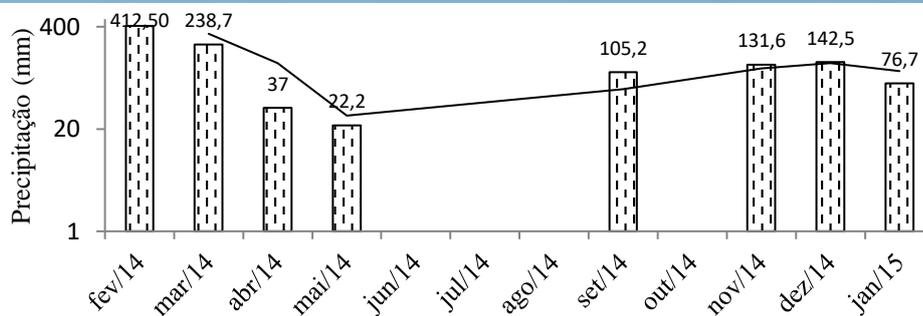


Figura 8. Precipitação mensal no primeiro ano do experimento

No segundo ano do experimento foram observados menores teores de nitrato no lixiviado, proveniente do cultivo da Tifton sob a aplicação da adubação com DLS e adubação mineral, exceto no último mês da avaliação em que o teor de nitrato chega a $150,33 \text{ mg L}^{-1}$ no tratamento mineral, enquanto que em todos os outros tratamentos do mesmo mês foram abaixo de $21,87 \text{ mg L}^{-1}$, mesmo no tratamento na dose de 30 m^3 de DLS o valor encontrado foi de $15,51 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 9A).

Quanto aos teores de amônio, no mês de fevereiro/2015 em todos os tratamentos foram observados valores superiores a $3,7 \text{ mg L}^{-1}$. Ao comparar os gráficos, pode-se observar que quando há uma relação inversa com os teores de N em forma de nitrato e amônio. Vesilind & Morgan, (2013), referenciam que um dos elementos intermediários formados durante o metabolismo biológico é o nitrogênio amoniacal, e por meio do nitrogênio orgânico, o amoniacal é considerado um indicador de poluição recente. A decomposição aeróbia finalmente leva à conversão de nitrogênio em nitrito e depois em nitrato. Nesse contexto, o nitrogênio com alto teor de nitrato e com baixo teor de amônia sugere que a poluição aconteceu há mais tempo. (Figura 9AB).

de

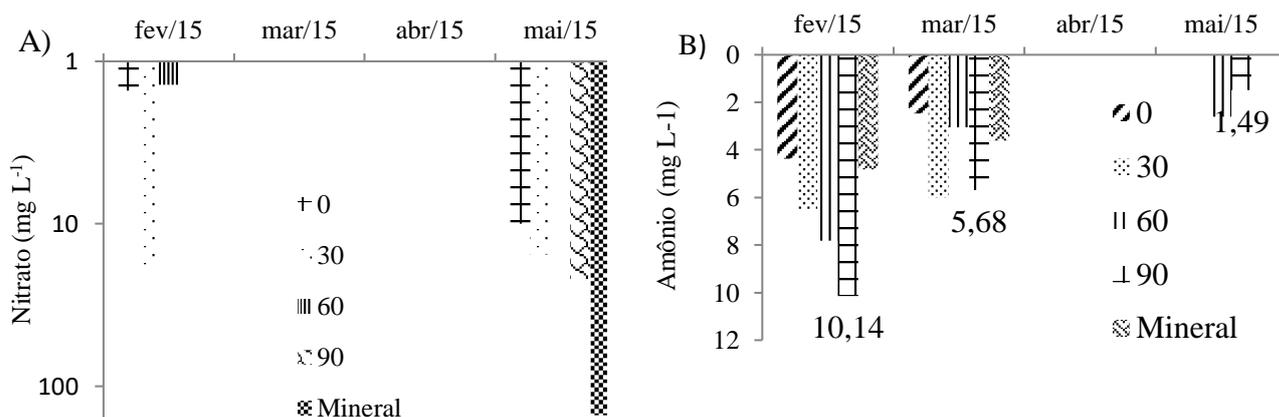




Figura 9. Concentrações de nitrato e amônio no lixiviado em função das doses de DLS no segundo ano do experimento.

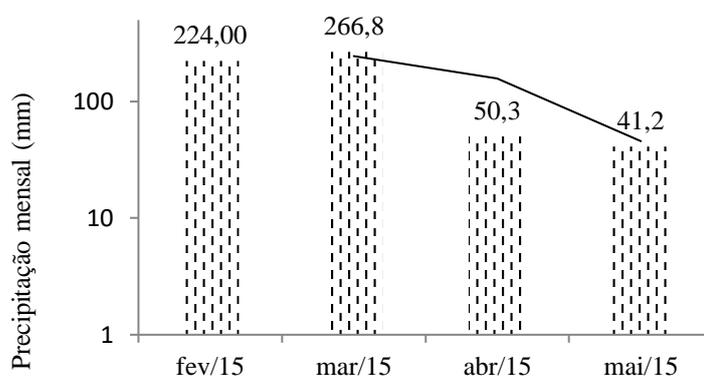


Figura 10. Precipitação mensal no segundo ano do experimento

5. Conclusões

Os maiores teores de nitrato e de amônio de 95,61 e de 10, 14 mg L⁻¹, observados no primeiro e segundo ano do experimento estão acima dos valores considerados críticos pelo Conama que de são respectivamente de 10 e 3,7 mg L⁻¹ para nitrato e amônio.

6. Referências bibliográficas

- Arruda., C. A. O., et al. Aplicação de dejetos suíno e estrutura de um latossolo vermelho sob semeadura direta. *Ciência e agrotecnologia*. Lavras, v. 34, n. 4, p. 804-809, 2010.
- Barbosa, C. F. Hidrogeoquímica e a contaminação por nitrato em água subterrânea no bairro Piranema, *Seropédica* – RJ. 2005. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas. <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br>
- Berwanger, A. L., Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com aplicação de dejetos líquidos de suínos. *Tese de Mestrado*. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2006. 102p.
- Braga, B. et al., Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.
- Brasil. Conama - *Conselho Nacional do Meio Ambiente*. Resolução N° 357/2005; 420/2005; p.58-63, 2005. *Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*. Mapa. Suínos. <http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/suinos>
- Climate, -data.org, https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:7_HeCeLB73oJ:https://p.t.climate-data.org/location/43165/+&cd=1&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br 2016.
- Girald, L., Silva, Augusto., Gurgel, I. G. D., Henrique Fernandes Câmara Neto, H. F. C., Melo, C. H., & Monteiro, A. Costa. O contexto global e nacional frente aos desafios do acesso adequado à água para consumo humano. *Ciência saúde coletiva* 17 (6) Jun 2012 <https://doi.org/10.1590/S1413-81232012000600015>

IBM Corp. Released 2013. *IBM SPSS Statistics for Windows*, Version 22.0. Armonk, NY: IBM Corp.

Oliveira, P. A. V., *Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos*. Concórdia: Embrapa-Cnpisa, 1993. 188 p.

Jemison, J.M. Fox, R.H. Estimation of zero-tension pan lysimeter collection efficiency. *Soil Science*, Baltimore, v.154, n.2, p.85-94, 1992.

Scherer, E. E., Nesi, C. N., & Massotti, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas da Região Oeste Catarinense. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v.34, p.1375-1383, 2010.

Seplan - Secretaria de Estado de planejamento e coordenação geral. *Mapa de solos do Estado de Mato Grosso*. Cuiabá, 2001.

Vesilind, P. A.; Morgan, S. M. *Introdução à engenharia ambiental*. São Paulo: Cengage Learning, 2013.

Zoppas, F. M., Bernardes, A. M., & Meneguzzi, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. Revisão de Literatura. *Engenharia Sanitária Ambiental*. 21 (01) Mar 2016. <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100134682>